

The article deals with the ways of developing reproductive skills on the basis of reading as thinking over.

Одержано 15.03.11

УДК 574:539.1.04

А.С. Кондрашова, магістр гр. ОМ-06, А.П. Мартиненко, доц.  
Кіровоградський національний технічний університет

## Прогнозування радіонуклідного забруднення Кіровоградщини

Розглядаються основні джерела радіонуклідів природного походження, які формують радіоекологічну ситуацію на території Кіровограду.  
**природні радіонукліди, радіоекологічна ситуація**

Процеси розвідки, видобутку і первинної переробки радіоактивних руд супроводжуються дією іонізуючого випромінювання на організм людини як внутрішнім, так і зовнішнім.

Радіоактивні елементи присутні в атмосфері у газоподібній і аерозольній фазах. У кожній з радіоактивних родин урану, торію і актиноурану при розпаді утворюється один газоподібний нуклід - відповідно радон ( ${}^{222}_{86}\text{Rn}$ ), торон ( ${}^{220}_{86}\text{Tn}$ ) і актинон ( ${}^{219}_{86}\text{An}$ ). Накопичуючись в породах, вони з поверхонь вироблень і відбитої руди поступають в атмосферу. Найбільш радіаційно – небезпечним є радон.

Маючи період напіврозпаду 3,82 діб, радон може поширюватися на значні відстані від місця утворення і створювати в атмосфері високі концентрації. Торон і актинон з періодами напіврозпаду 54,5 і 3,92 с відповідно, не утворюють в повітрі значних концентрацій і в звичайних умовах при оцінці радіаційної небезпеки можуть не прийматись до уваги.

З інших радіоактивних речовин, присутніх в атмосфері, одні пов'язані з процесами виймання руд (уран, радій і інші елементи ряду, що містяться в пилові), а інші - з розпадом радону ( $\text{RaA}$ ,  $\text{RaB}$  і т. д.).

Атмосферне повітря містить велике число аерозольних часток, особливо малого розміру (порядку  $10^8$  і більше в 1 л). Число атомів продуктів розпаду радону при звичайних концентраціях його в повітрі набагато менше. При концентрації радону  $3 \cdot 10^{11}$  Кі /л в 1 л повітря міститься (у рівновазі) близько 300 атомів  $\text{RaA}$ , 2700 атомів  $\text{RaB}$  і 2000 атомів  $\text{RaC}$ . Таким чином, поведінка атомів продуктів розпаду, пов'язаних з аерозольними частками, визначається особливостями аерозольної забрудненості повітря. Найбільша частина природної активності (85%) в атмосферному повітрі пов'язана з аерозольними частками діаметром 0,005 — 0,035 мкм (табл.1).

Таблиця 1- Розподіл природної активності між частками різного розміру

Діаметр часток, мкм	Розподіл активності, %
<0,005	5
0,005-0,015	25
0,015-0,025	50
0,025-0,035	10
<0,35	10

Дочірні продукти радону майже цілком пов'язані з фракціями аерозолів, що мають розміри часток менше 1 мкм. На долю пилових частинок розміром більше 0,8-1 мкм доводиться лише 14 - 3,4% активності дочірніх продуктів радону, а 80- 97% дочірніх продуктів радону пов'язані з частками меншого розміру. На рис. 1 приведені криві накопичення RaA, RaB і RaC з початково чистого радону.

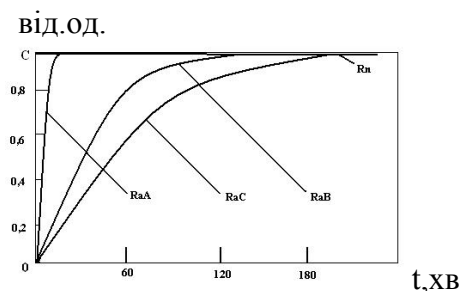


Рисунок 1 – накопичення RaA, RaB і RaC з початково чистого радону

Накопичення RaC' відбувається по тому ж закону, що і RaC, оскільки період напіврозпаду RaC' значно менший, ніж RaC, і внаслідок цього між ними завжди існує рівновага. Як видно з рис. 1, в повітрі, що спочатку містило лише радон, рівновага між ним і короткоживучими продуктами розпаду встановлюється приблизно через 3 год.

Видобуток і первинна переробка руди пов'язана з багатьма процесами, в результаті яких в повітря може надходити пил, що складається з дрібних часток руди і вміщуючих порід.

Джерелами найбільш інтенсивного пиловиділення при видобутку руди є буропідривні і навантажувально-розвантажувальні роботи, транспортування руди.

Помітний вклад в запилену шахтну атмосферу може давати вторинне здування потоками повітря пилу, що осів на стінки гірських вироблень. На стадіях первинної переробки пил утворюється при перевантаженні руди, дробленні, подрібненні, грохоченні і транспортуванні. Не дивлячись на значні зусилля, що витрачаються на пилоподавлення, ця проблема в гірничорудній промисловості повністю ще не вирішена, хоча у багатьох випадках досягнуті рівні запиленості нижчі за санітарні норми.

Небезпека проведення робіт в умовах запиленого повітряного середовища пилом уранової руди посилюється тією обставиною, що в доповнення до звичайного ушкоджувального ефекту (силікоз, пилові бронхіти) рудний пил, будучи аерозолем радіоактивних нуклідів урану і його дочірніх продуктів, обумовлює також внутрішнє опромінення організму.

На відміну від аерозолів короткоживучих дочірніх продуктів радону, що утворюються при розпаді радону в повітрі, аерозолі, утворені урановою рудою, прийнято називати аерозолями довгоживучих радіоактивних нуклідів, хоча ця назва не зовсім точна, оскільки в складі руди знаходяться всі члени уранового ряду, у тому числі і короткоживучі. В урановому ряду налічуються 8  $\alpha$ - активних і 6  $\beta$  - активних нуклідів. Крім того, невеликий вклад в сумарну активність дає  $\alpha$ - і  $\beta$ -випромінювання актиноуранового ряду, родоначальником якого є  $^{235}\text{U}$ .

Радіаційна дія аерозолів уранової руди на організм може відбуватися двома чином. Уран і продукти його розпаду у багатьох типах руд знаходяться у вигляді окремих вкраплень у великій масі неактивного важкорозчинного (зазвичай силікатного) матеріалу. У зв'язку з цим частинки рудного пилу, затримавшись в органах дихання, опромінюють легені  $\alpha$ - і  $\beta$ -частками, що є продуктами розпаду урану. З іншого боку, за час перебування рудного пилу в легенях радіоактивні речовини можуть вилугуватися легеневою рідиною і потім поводитися в організмі самостійно відповідно до їх хімічних і біохімічних властивостей. Через декілька місяців після інгаляції рудного пилу в печінці, нирках, селезінці виявляються підвищені концентрації ( $^{230}\text{Th}$ ), RaD ( $^{210}\text{Pb}$ ) і  $^{210}\text{Po}$ . Концентрація торію у всіх органах, включаючи легені в 5 - 25 разів вище за концентрації урану, тоді як у вихідній руді всі члени уранового ряду знаходяться в радіоактивній рівновазі. Якщо при відсутності в легенях вилугування урану і його дочірніх продуктів з рудного пилу радіаційна дія визначається всією сумою випромінювання уранового ряду, то за наявності цього процесу радіаційна дія зв'язана з сумарним випромінюванням рудного пилу, що залишається в легенях, і надходженням в різні органи довгоживучих членів уранового ряду — торію, полонію і самого урану.

При видобутку і первинній переробці уранової руди фактичні концентрації довгоживучих радіоактивних аерозолів в повітряному середовищі гірських вироблень і виробничих приміщень визначаються трьома чинниками: рівнем загальної запиленості, вмістом урану в пилові і радіоактивною рівновагою між членами уранового ряду в пилоутворюючому матеріалі.

У окремих пробах пилу, відібраних протягом порівняльно коротких проміжків часу, співвідношення між ураном і його дочірніми продуктами можуть істотно відрізнятися від середніх значень, характерних для даного типу родовища або руди, що переробляється.

При усереднюванні пилових проб, відібраних на одній і тій же робочій ділянці, за досить тривалі проміжки часу (квартал, рік) співвідношення між ураном і його дочірніми продуктами в пилові дуже точно відповідають значенням, характерним для даного типу руд, що добуваються або переробляються. Сказане не відноситься до виділення з пилу радону (еманації пилу) і подальшого розпаду його короткоживучих дочірніх продуктів, позбавлених свого материнського ізотопу. При 100%-ій еманации сумарна  $\alpha$ -активність пилу за рахунок цього чинника може зменшитися в порівнянні з рівноважною майже на 40%.

На рис. 2 показана залежність сумарної концентрації довгоживучих  $\alpha$ -активних аерозолів від масової запиленості повітря при вмісті рівноважного урану в пилові 0,01; 0,1 і 1 %.

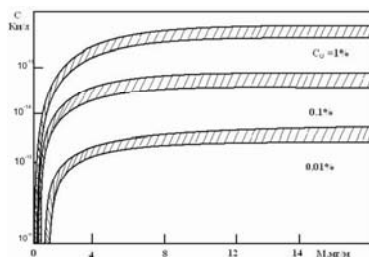


Рисунок 2 - Залежність сумарної концентрації довгоживучих  $\alpha$ -активних аерозолів  $C_a$  від запиленості повітря  $M$

Середньорічна допустима концентрація довгоживучих аерозолів складає по сумі  $\alpha$ -активних нуклідів уранового ряду величину порядку  $10^{-14}$  Ки/л. З рис. 2 видно, що при вмісті урану в пилові менше 0,1 % радіоактивні властивості аерозолів уранової руди можуть мати істотне значення лише при рівнях запиленості, значно перевищуючих допустиме значення ( $2 \text{ мг/м}^3$ ). В той же час при високому вмісті урану в пилові перевищення середньорічної допустимої концентрації довгоживучих аерозолів може мати місце навіть при дотриманні санітарного нормативу запиленого повітря.

Вміст урану і його дочірніх продуктів в пилові навіть в усереднених пилових накриттях може збігатися з вмістом в пилоутворюючому матеріалі лише при однорідності останнього. На практиці внаслідок нерівномірності зруденіння, а також в результаті таких процесів, як вибіркове подрібнення (переважне роздроблення крихкіших компонентів руди і породи) і селективне осадження (швидке видалення з повітря за рахунок гравітаційного осадження найбільш важких аерозольних часток), вміст урану в пилові може бути як більше, так і менше його вмісту в пилоутворюючому матеріалі.

Видобуток і первинна переробка уранової руди пов'язані з можливістю зовнішнього опромінення. Більш ніж на 90% сумарне  $\gamma$ -випромінювання ряду обумовлено короткоживучими дочірніми продуктами радону. Самоослаблення і багатократне розсіювання  $\gamma$ -випромінювання у об'ємних рудних тілах приводять до того, що його спектральний склад істотно відрізняється від лінійчатого спектру первинного випромінювання уранового ряду, тобто спектра  $\gamma$ - випромінювання "точкового" рудного зразка.

У спектрі об'ємних рудних тіл разом з первинними лініями з'являється безперервний розподіл розсіяного  $\gamma$ -випромінювання, причому доля його зростає із збільшенням об'єму тіла до деякої межі, при якій щільність потоку і спектральний склад  $\gamma$ -квантів відповідає випромінюванню нескінченно рудного середовища. Для нескінченно протяжного рудного шару його товщина, практично еквівалентна нескінченній, складає по щільності потоку  $\gamma$  -квантів  $80-120 \text{ г/см}^2$ , а по дозовому спектру  $30-40 \text{ г/см}^2$ , що при щільності руди  $2-3 \text{ г/см}^3$  відповідає в першому випадку товщині шару руди  $30-60 \text{ см}$ , а в другому  $10-20 \text{ см}$ . Дозові спектри  $\gamma$ -випромінювання точкового рудного джерела і нескінченно рудного середовища приведені на рис. 3.

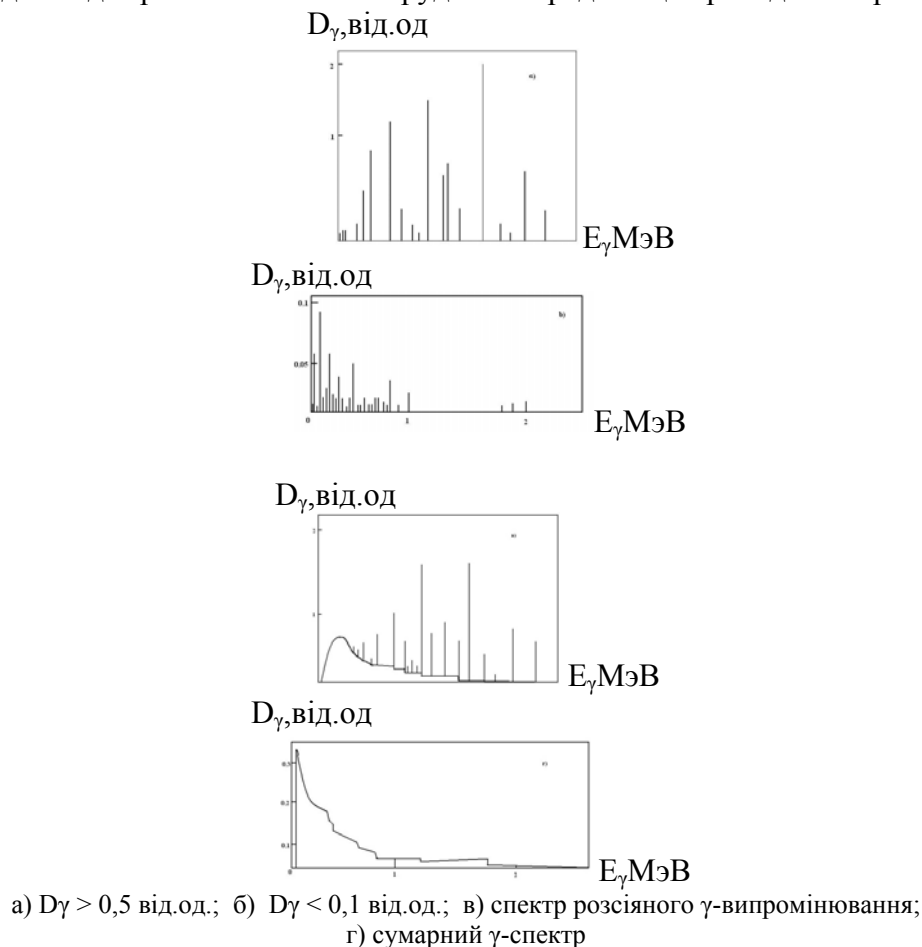


Рисунок - 3 Дозовий спектр  $\gamma$ -випромінювання рівноважної уранової руди для «точкового» джерела (а,б) і нескінченного рудного середовища (в,г)

Вклад в сумарне випромінювання  $\gamma$ -квантів наступних енергетичних діапазонів: менше 0,3; 0,3 - 1 і більше 1 MeB складає відповідно для точкового джерела 40, 30 і 30% по потоку  $\gamma$ -квантів і 10, 28 і 62% по дозі, а для нескінченного середовища – відповідно 72, 17 і 11% по потоку  $\gamma$ -квантів і 27, 28 і 45% по дозі. Середня енергія  $\gamma$ -випромінювання точкового джерела (рівноважного уранового ряду) 0,72 MeB/  $\gamma$ -квант, нескінченного рудного середовища — 0,33 MeB/  $\gamma$ -квант.

При видобутку і переробці уранових руд із-за сильного послаблення потоку  $\beta$ -часток із збільшенням відстані до джерела в різних поглинаючих матеріалах.  $\beta$ -опромінювання не грає істотної ролі в порівнянні з  $\gamma$ -опромінюванням. Виняток становлять ручні операції з дуже багатими зразками руди, коли за рахунок  $\beta$ -опромінювання при прямому контакті незахищених рук із зразком поглинання шкірою доза може досягати значних величин (до декількох раз за 1 г контакту при вмісті рівноважного урану в зразку порядку 10%).

На рис. 4 показана залежність потужності дози, що створюється в повітрі  $\gamma$ -випромінюванням нескінченного і напівнескінченного рудного пласта і точкового рудного зразка, від вмісту рівноважного урану і відстані до зразка, що містить 1 г і 1 кг урану. Середньорічна потужність дози, відповідна річній допустимій дозі зовнішнього опромінювання, складає 2,4 - 2,8 мР/год. Як видно з рис. 4 потужність дози  $\gamma$ -випромінювання рудних пластів не може перевищувати допустимих величин при вмісті урану в руді менше 0,15 — 0,2%, а окремих рудних зразків на відстані 1 — 2 см — при вмісті урану в зразку менше 1 г і на відстані 30 — 40 см — при вмісті урану менше 1 кг.

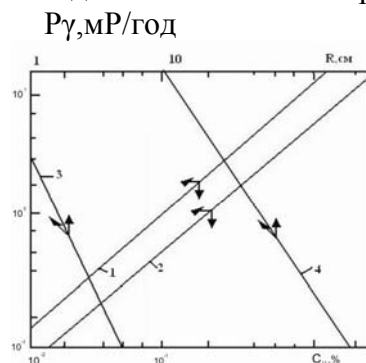


Рисунок 4 - Залежність потужності дози  $\gamma$ -випромінювання  $P_\gamma$  від вмісту рівноважного урану  $C_u$  у руді для нескінченного(1) і напівнескінченного(2) рудного пласта і від відстані до точкового зразка рівноважної уранової руди  $R$ , яка містить 1г (3) і 1 кг (4) урану

При оцінці радіаційної небезпеки забруднення поверхонь рудним пилом визначальним чинником є її  $\alpha$ -активність, оскільки допустимі рівні поверхневого забруднення  $\beta$ -активними ізотопами в 20 — 50 разів вище, ніж  $\alpha$ -активними членами уранового ряду. На рис. 5 показана залежність рівня поверхневого радіоактивного забруднення від кількості рівноважної уранової руди на поверхні.

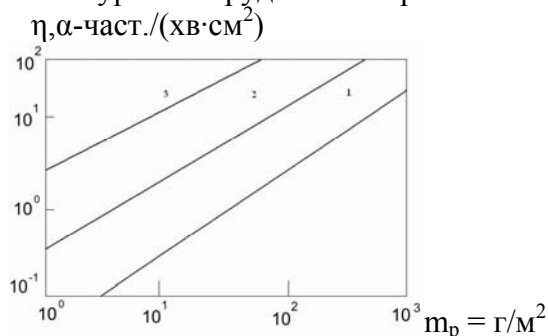


Рисунок 5 - Залежність рівня поверхневого  $\alpha$ -активного забруднення  $\eta$  від кількості рівноважної уранової руди  $m_p$  на поверхні при вмісті урану у руді 0,01% (1), 0,1% (2) і 1% (3)

Дослідження показують, що в умовах рудоперероблюваних підприємств відношення кількості радіоактивного забруднення, що переходить за зміну із забруднених поверхонь і спецодягу на руки в цілому, до середнього рівня поверхневої забрудненості, розрахованому на  $1 \text{ см}^2$  поверхні, складає  $10^2$ - $10^3$ , а відношення кількості забруднення, що потрапляє за зміну з рук всередину організму, до середньої її кількості, що знаходилася протягом зміни на руках, може досягати  $n \cdot 10^{-3}$  -  $n \cdot 10^{-2}$ .

Сучасні методи видобутку і первинної переробки уранових руд пов'язані з утворенням деякої кількості радіоактивних відходів, що поступають в зовнішнє середовище підприємств. Основними джерелами радіоактивного забруднення зовнішнього середовища гірничорудних підприємств є вентиляційні викиди, склади руди, відвали забалансових руд і порожніх порід, шахтні води, а також втрати при транспортуванні руди і різні забруднені матеріали і устаткування, що потрапляють за межі промайданчика або місць зберігання відходів.

З вентиляційними викидами в атмосферу поступає пил і радон з короткоживучими дочірніми продуктами. У загальнокопальневих витікаючих струменях концентрація радону досягає  $n \cdot 10^{-10} \text{ Ки/л}$ , а запиленість 2 - 4  $\text{мг/м}^3$ . При цьому загальнокопальневі дебіти радону лежать в межах  $n \cdot 10^{-7}$  -  $n \cdot 10^{-4} \text{ Ки/с}$  (до декількох кюрі в добу), а потрапляння пилу в атмосферу складає 10 - 100  $\text{кг/добу}$ . Додатковим джерелом забруднення атмосферного повітря радоном і пилом є складовані на поверхні рудничні відвали і вентиляційні викиди з ділянок сортування, дроблення і збагачення руд. Проте, рівні радіоактивного забруднення повітря, що помітно перевищують фонові значення, навіть в разі таких порівняно потужних джерел, як вентиляційні викиди копалень, внаслідок швидкого розбавлення в атмосфері просліджуються всього в межах перших десятків метрів (максимальний до 100 - 150 м) від точки викиду. По абсолютній величині потрапляння природних радіоактивних ізотопів в атмосферу від гірничорудних підприємств не настільки вже великий: досить порівняти приведені вище величини загальнокопальневого дебіту радону з його природним виділенням з ґрунтів, що складає  $10^{-7}$  -  $10^{-6} \text{ Ки/(с} \cdot \text{км}^2)$ .

Осадження рудного пилу, що поступає в повітря, і втрати руди при її транспортуванні приводять до забруднення території довкола підприємств. Перевищення природного фону спостерігається лише на відстанях до 100 - 200 м від джерел доступу рудного пилу в повітря, а також упродовж транспортних магістралей. Крім того, можливі локальні забруднення невеликих ділянок території, зв'язані з тимчасовими складами руди і відвальних порід або ліквідованими виробничими ділянками. По абсолютній величині рівні радіоактивного забруднення ґрунтів довкола гірничорудних підприємств зазвичай незначні і перевищують природний фон, характерний для даної місцевості, приблизно на один порядок. Істотного підвищення природної радіоактивності рослинності на забруднених ділянках території довкола шахти, не спостерігається, за винятком випадків її поверхневого забруднення пилом уранової руди.

Концентрація урану в шахтних водах лежить зазвичай в межах від десятих часток до одиниць міліграмів на 1 л, а таких його продуктів розпаду, як  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{236}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  і  $^{210}\text{Po}$  — від  $n \cdot 10^{-12} \text{ Ки/л}$  до  $10^{-10} \text{ Ки/л}$ , тобто максимальні рівні радіоактивного забруднення шахтних вод можуть бути вище відповідних ДК суміші урану і його дочірніх продуктів, при яких вирішується скидання стічних вод у відкриті водоймища. При цьому дебіт шахтних вод може складати десятки і навіть сотні кубічних метрів в годину.

Зливові змивання з шахтних відвалів також містять підвищені концентрації урану і його дочірніх продуктів за рахунок вилуговування їх з великої маси подрібненої породи і забалансових руд. Рівні забруднення цих вод окремими нуклідами можуть бути порівнянні з концентрацією їх в шахтних водах.

Скидання без відповідного очищення сильно забруднених шахтних вод в гідромережу району розташування підприємства приводить до помітного збільшення вмісту природних радіонуклідів у воді довколишніх водоймищ, в їх донних відкладеннях, а також в гідробіонтах і береговій рослинності. Величина цього підвищення і відстань, на яку воно розповсюджується, залежать від міри розбавлення шахтних вод в точці їх скидання. При скиданні шахтних вод в маловодні річки і струмки збільшений вміст урану і його дочірніх продуктів у воді і донних відкладах може бути виявлений навіть впродовж декількох десятків кілометрів вниз за течією від місця скидання.

Ще одним джерелом радіоактивного забруднення різних об'єктів зовнішнього середовища можуть стати забруднений металооброб, витягнуті копальневі кріплення, демонтовані будівельні конструкції і матеріали, а також інші види відходів, що утворюються в процесі видобутку і первинної переробки уранової руди. За відсутності належного контролю ці матеріали можуть бути використані для побутових потреб і створити підвищений радіаційний фон в районах мешкання населення.

Вміст природних радіонуклідів в поверхневих водах, як правило, невеликий.

Найбільший вклад до формування дози опромінення за рахунок споживання питної води вносять ізотопи урану ( $^{238}\text{U}$  і  $^{234}\text{U}$ ), радію ( $^{226}\text{Ra}$  і  $^{228}\text{Ra}$ ), радону ( $^{222}\text{Rn}$ ) і полонію ( $^{210}\text{Po}$ ), в меншій мірі свинцю ( $^{210}\text{Pb}$ ), а також ізотопи торію. Вміст природних радіонуклідів у воді джерел водопостачання може підвищуватися в результаті скидань і викидів виробничих підприємств.

При вмісті природних і штучних радіонуклідів в питній воді, що створюють ефективну дозу опромінення населення менше 0,1 мЗв/год, не вимагається проведення заходів по зниженню її радіоактивності. Якщо вміст природних радіонуклідів в питній воді створює ефективну дозу опромінення населення більше 1,0 мЗв/год, то пошук і перехід на альтернативне джерело водопостачання населення здійснюється в невідкладному порядку.

## Список літератури

1. Кутлахмедов Ю. О. та ін. Основи радіоекології. – К.:Вища шк., 2003. – 319с.
2. Коваленко Г.Д. Радиоэкология Укр. – Х.: ИД «Инжэк», 2008. – 264с.
3. Кічно В. О., Поліщук С. В., Гудков І. М. Основи радіобіології та радіоекології. – К.: «Хай – Тек Прес», 2009. – 320с.
4. Барановский В. А., Бобильова О. А., Омелянець М. І., Табачний Л. Я. Радіаційна небезпека. – К.:Укр., 2004. – 35с.
5. Комиссаренко К. П. Радиация и иммунитет человека. – К.: Наукова думка, 1994. – 111с.
6. Краснов А. И. и др. Аэрогеофизические методы прогнозирования месторождений урана. – М.: Атомиздат, 1980. – 301с.

Рассмотрены основные источники радионуклидов природного происхождения, формирующие радиоэкологическую обстановку на территории Кировограда.

Reviews the issues of an environmental behavior and human exposure to major radionuclides sources of natural origin, which determine radioecological situation on the territory of Kirovograd.

Одержано 12.03.11